EVALUACION DEL EFECTO SALINO EN UN SUELO FERTILIZADO CON LODOS DE INDUSTRIA LÁCTEA

M. E. LÓPEZ MOSQUERA[*], M. J. BANDE[*], S. SEOANE[**]

[*]Departamento de Producción Vegetal. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Santiago de Compostela. 27002-Lugo. España.
[**]Departamento de Edafología y Química Agrícola. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Santiago de Compostela. 27002-Lugo. España.

Abstract: In this research, a field test was accomplished in order to as certain the feasible saline effect which could be generated by the usage of a dairy industry sludge on acid soils. A comparison was made with the mineral fertilization customarily used in mixed prairies in NW Spain. The present results show that for a period of eight months after the employment of this waste (dose 160 m^3 ha^{-1} yr^{-1}), there were not warningly increments (at surface level) for the following parameters: electrical conductivity (average values ≤ 0.23 dS m^{-1} in a saturatution extract), soluble sodium (ESP average ≤ 3,7%),exchangeable sodium and chlorides (average values < 1.4 mmol L^{-1}). Those parameters, that can damage the soil physical properties, nor those ones which could affect the plantation grown on it, owing to the good productions obtained in the silage harvested in those plots treated with the sludges. Therefore, this waste can be use safely, in suitable doses, in wet areas as well as in good drained areas, without yielding secondary salinity problems.

Key words: dairy-sludge, saline effect, fertilization, acid soil

Resumen: A partir de un ensayo de campo, se evalúa el posible efecto salino generado por la aplicación de un lodo procedente de industria láctea sobre un suelo ácido, en comparación con el abonado mineral habitualmente utilizado para la fertilización de praderas mixtas en el noroeste español. Los resultados obtenidos muestran que en un período de ocho meses después de la aplicación de este residuo (dosis de 160 m^3 ha^{-1} $año^{-1}$), no se producen, a nivel superficial, incrementos en la conductividad eléctrica (valores medios ≤ 0,23 dS m^{-1} en extracto de saturación), sodio soluble (PSI medio ≤ 3,7%) ni de cambio (<15%), ni tampoco de cloruros (valores medios < 1,4 mmol L^{-1}) que lleguen a ser preocupantes para las propiedades físicas del suelo o para el cultivo. Las producciones obtenidas en el corte de silo en las parcelas que recibieron lodos fueron similares a las conseguidas con el abonado mineral y duplicaron a las halladas en las parcelas control. Por lo tanto, este residuo puede ser utilizado con garantías, a determinadas dosis, en zonas húmedas y con buen drenaje sin que se originen problemas de salinización secundaria.

Palabras clave: lodo de industria láctea, efecto salino, fertilización, suelo ácido.

INTRODUCCIÓN

El reciclaje de lodos de distintos orígenes como fertilizante en terrenos agrícolas, forestales o espacios degradados, es la vía de eliminación más aceptada hoy en día, ya que ofrece la posibilidad de que estos residuos se conviertan en recursos. Sin embargo, su empleo conlleva ciertos riesgos que es necesario evaluar, como son: la incorporación al medio de metales pesados (O´Riordan et al., 1994; Berti y Jacobs, 1998), compuestos orgánicos tóxicos (Kirchmann y Tengsved, 1991; Wild et al., 1992; Beck et al., 1995), sales (Guidi et al., 1982; Rodgers and Anderson, 1995) o patógenos (Costa et al., 1987; Felipó, 1995).

Dentro de este tipo de residuos suelen incluirse los lodos procedentes de agroindustrias, como es el caso de las industrias transformadoras y envasadoras de leche. Estas factorías generan aguas residuales compuestas por restos de leche, agua y productos de limpieza de las instalaciones, que han sido y son ampliamente utilizadas directamente para el riego y fertilización de terrenos agrícolas (Morisot y Gras, 1974; Jump et al., 1981; De Lauzanne and Merillot, 1986; Guichet, 1987; López Mosquera et al., 1998a) actúando el suelo y el cultivo como sistema depurador. Para reducir su volúmen, sin embargo, estos efluentes normalmente son depurados obteniéndose un lodo rico en macronutrientes, especialmente N y P y bajo contenido en metales pesados (De Lauzanne y Merillot, 1986; Brown et al., 1990; García et al., 1999). Aunque son escasas las referencias bibliográficas sobre el empleo de este tipo de lodos en terrenos agrícolas, un aspecto negativo que suele señalarse es su posible efecto salino, dada su riqueza en Na y elevada conductividad eléctrica (Morisot y Gras, 1974; Guichet, 1987, García et al., 1999). Es necesario considerar este aspecto, ya que la aplicación de lodos con elevados contenidos en sales solubles podría causar deterioro en la estructura del suelo, así como disminución de la capacidad de germinación de las semillas y crecimiento de las plantas (Sommers and Sutton, 1980).

En Galicia se genera más del 30% de la producción láctea nacional, originándose volúmenes de lodos importantes, cuya vía de eliminación más adecuada parece ser su reciclado en terrenos agrícolas como han mostrado trabajos anteriores (Moirón et al., 1997; López Mosquera et al., 1998a; López Mosquera et al., 1998b). Sin embargo, para ser utilizado con total garantía es necesario evaluar todos aquellos aspectos negativos que pueda causar. Así, con este trabajo se pretende valorar, en condiciones de campo, el posible efecto salino producido por la aplicación de un lodo procedente de industria láctea, en comparación con el abonado mineral que normalmente se utiliza en praderas mixtas de Galicia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño del ensayo de campo

La experiencia de campo se llevó a cabo en Vilalba (Lugo, España 43º19´42,5´´N, 7º 37´7,1´´W) en una parcela de 1 ha de superficie, con una pendiente menor del 2%, sobre un suelo descrito como Cambisol húmico (FAO, 1991), de textura franco-arenosa, pH ácido (5,52), rico en materia orgánica (8,20%) y muy baja capacidad de cambio efectiva (3,57 cmol(+) kg^{-1}). La precipitación media anual en la zona es de 1176 mm, la media de las temperaturas máximas es de 16,8 °C y la media de las temperaturas mínimas es de 6,2 °C.

En octubre de 1997, sobre la parcela se realizó un pase de fresa y se procedió al aporte de dolomía (3 t ha^{-1}), acompañado de un abonado NPK de establecimiento 8-24-16 (600 kg ha^{-1}). En noviembre del mismo año se sembró a voleo una mezcla pratense formada por raigrás inglés (*Lolium perenne* L. var. Barbestra) y trébol blanco (*Trifolium*

TABLA 1. Principales características químicas, físicoquímicas y contenido en metales pesados del lodo empleado en el ensayo en las dos fechas de fertilización (marzo y junio de 1998).

Propiedades generales	Marzo 98	Junio 98	**Metales pesados**	Marzo 98	Junio 98	**Límite U.E.***
Extracto seco ($g\ L^{-1}$)	11,6	15,4	Cr ($mg\ kg^{-1}$)	17,3	20,2	1000
pH	7,3	7,3	Ni “	8,9	12,9	300
C.E. ($dS\ m^{-1}$)	2,2	3,7	Cu “	47,8	65,9	1000
C(%)	33,9	33,7	Zn “	427,2	475,1	2500
S (%)	0,2	0,2	Cd “	0,2	0,4	20
N (%)	6,4	6,1	Hg “	0,3	0,1	16
C/N	5,3	5,5	Pb “	13,7	15,3	750
P (%)	1,4	1,5				
K “	1,3	1,1				
Na “	4,4	3,1				
Ca “	2,0	2,2				
Mg “	0,3	0,3				

* Para suelos con pH < 7 (86/278/CEE, 1986; RD. 1310/1990)

repens L. var. Huia), destinada a pradera de pastoreo con un corte de silo en primavera.

En marzo de 1998 en el terreno sembrado se delimitaron 12 subparcelas de 10 x 40 m cada una, tamaño elegido para que los lodos pudiesen ser esparcidos con cisterna en un único pase. En las subparcelas se establecieron los siguientes tratamientos distribuídos al azar (4 réplicas por tratamiento): T0 (parcelas control sin fertilizar), T1 (lodos de industria láctea), T2 (abonado mineral NPK). Después del corte de silo (junio) se procedió a un segundo abonado para favorecer el rebrote: T0 (parcelas control sin fertilizar), T1 (lodos de industria láctea), T2 (abonado mineral NK). La dosis de lodo utilizada (160 $m^3\ ha^{-1}$), fraccionada en dos momentos (marzo y junio), se ha elegido en base a resultados obtenidos en trabajos anteriores (López-Mosquera et al., 1998). Para el abonado NPK se utilizó el abono complejo 15-15-15 en marzo (675 $kg\ ha^{-1}$) y nitrato amónico del 20,5% (290 $kg\ ha^{-1}$) con sulfato potásico al 50% (120 $kg\ ha^{-1}$) en junio.

El lodo utilizado fue suministrado por la industria envasadora de leche UHT Lactalis-Leche de Galicia, S.A., ubicada en la zona. Este lodo procede de un efluente inicial compuesto por leche, aguas de lavado de las instalaciones junto con sosa y ácido nítrico, empleados como productos de limpieza. Dicho efluente sufre un tratamiento biológico de depuración que lo convierte en un lodo semilíquido, floculado con policloruro de aluminio, cuyas principales características aparecen en la Tabla 1.

Como puede observarse, se trata de un material que presenta importantes contenidos en N, P y Ca, altos en Na y elevada conductividad eléctrica. La relación C/N es baja, lo que indica que se trata de un residuo fácilmente mineralizable. Los niveles de metales pesados que presenta están muy por debajo de los límites permitidos por la legislación europea.

Análisis de suelo, determinación de la producción en el *corte de silo y tratamiento estadístico*

En el intervalo de un año, se tomaron muestras de suelo en 4 momentos. La primera toma de muestras se realizó en marzo de 1998 después del sorteo de las parcelas experimentales y, antes de establecer los distintos tratamientos. Este primer muestreo se llevó a cabo con la finalidad de comprobar la homogeneidad de las parcelas dado su gran tamaño. Las tres tomas de muestras siguientes (junio, septiembre y noviembre) se realizaron coincidiendo con los distintos aprovechamientos del forraje (corte de silo y dos pastoreos con ganado vacuno de carne).

La toma de muestras se realizó con sonda cilíndrica de tubo hueco de 7 cm de diámetro, tomando 6 submuestras a una profundidad de 15 cm en el centro de cada parcela, haciendo un recorrido en zig-zag.

Las muestras de suelo se secaron al aire y se tamizaron a través de tamiz de 2 mm. De cada muestra se realizó pasta saturada donde se determinó el pH y en el extracto de saturación correspondiente se midió conductividad eléctrica (Richards, 1954), Ca y Mg por absorción atómica, Na y K por emisión. NH_4^+, Cl^-, NO_3^- se cuantificaron utilizando electrodos selectivos. Los cationes de cambio se extrajeron utilizando relaciones 1:100 (w/v) suelo:NH_4Cl *1M* (Peech et al., 1947); en estos extractos se determinó Al, por colorimetría con pirocatecol violeta (Dougan y Wilson, 1974) y las bases de cambio utilizando absorción y emisión atómica. Al inicio de la experiencia se midió el pH en H_2O utilizando la relación 1:2,5 (w/v).

Se estimó la producción de forraje en el corte de silo (junio 1998), para lo cual, en el centro de cada parcela se cortó con rotativa el forraje correspondiente a una superficie de 5 m^2. Con el fin de estimar producción de materia seca por hectárea se secó en estufa una submuestra de cada parcela a 65 °C durante 48 horas.

A los datos obtenidos se les aplicó un análisis de varianza de una vía, usando el test de diferencia mínima significativa (DMS), empleando para ello el programa estadístico SPSS (Norusis, 1994). El nivel de significación fue establecido para $p < 0,05$.

RESULTADOS

En la comprobación inicial de homogeneidad de las 12 parcelas experimentales, aparecieron diferencias significativas para el pH en pasta saturada en el caso de las parcelas destinadas al tratamiento T2 (abonado mineral), encontrándose en éstas los valores más elevados de pH (Tabla 2). También aparecieron diferencias significativas en el estudio de la fase sólida (Tabla 3) para el magnesio, correspondiendo los mayores valores a las parcelas sorteadas como parcelas control.

Una vez establecidos los distintos tratamientos, los mayores valores de pH en pasta saturada fueron los de las parcelas fertilizadas con lodo (T1), después de ocho meses de su aplicación (Tabla 4). Estos valores resultaron estadísticamente diferentes a los hallados con los otros tratamientos.

Los valores de conductividad eléctrica en las distintas parcelas variaron entre 0,13 y 0,23 dS m^{-1}, niveles muy bajos y similares a los hallados por otros autores en soluciones de suelos naturales de Galicia (Calvo de Anta et al., 1987). Los niveles más altos de conductividad eléctrica (0,23 dS m^{-1}) se encontraron en las parcelas tratadas con lodo a los tres meses de su aplicación. Seis y ocho meses después estos valores disminuyeron, no existiendo diferencias significativas entre tratamientos (Tabla 4). En esas mismas parcelas se produjo un incremento significativo de sodio soluble tres meses después de incorporados los fertilizantes; niveles que ocho meses después, siguen siendo estadísticamente diferentes a los encontrados en las parcelas control y en las fertilizadas con abono mineral.

TABLA 2. Medias y desviaciones estándar (entre paréntesis) de pH, C.E., aniones y cationes solubles en el extracto de saturación del suelo de partida (T0: control; T1: fertilización con lodo; T2: fertilización con abono mineral).

Tratamientos	pH pasta saturada	C, E, (dS m^{-1})	Cl^-	NO_3^-	NH_4^+	Ca^{+2}	Mg^{+2}	K^+	Na^+
			(mmol L^{-1})				(mmol L^{-1})		
T0	5,37a	0,20a	1,46a	0,12a	0,14a	0,55a	0,47a	0,54a	1,99a
	(0,15)	(0,02)	(0,30)	(0,02)	(0,02)	(0,10)	(0,07)	(0,20)	(0,87)
T1	5,35a	0,23a	1,29a	0,14a	0,13a	0,70a	0,66a	1,02a	3,17a
	(0,11)	(0,02)	(0,34)	(0,02)	(0,05)	(0,12)	(0,03)	(0,37)	(0,84)
T2	5,72b	0,22a	1,06a	0,16a	0,19a	0,60a	0,54a	0,79a	2,21a
	(0,08)	(0,02)	(0,32)	(0,04)	(0,11)	(0,16)	(0,09)	(0,44)	(1,02)

a,b Valores seguidos por diferente letra dentro de la misma columna indican que existen diferencias significativas para $p<0,05$.

TABLA 3. Medias y desviaciones (entre paréntesis) de pH en agua y complejo de cambio del suelo de partida.

Tratamientos	pH (H_2O)	CICe	Ca	Mg	Na	K	Al
				(cmol (+) kg^{-1})			
T0	5,63[a]	3,96[a]	(0,23)	0,82[a]	0,35[a]	0,18[a]	1,11[a]
	(0,08)	(0,23)	(0,35)	(0,01)	(0,01)	(0,03)	(0,30)
T1	5,51[a]	3,50[a]	1,20[a]	0,53[b]	0,35[a]	0,20[a]	1,22[a]
	(0,07)	(0,16)	(0,23)	(0,08)	(0,03)	(0,04)	(0,20)
T2	5,50[a]	3,36[a]	1,15[a]	0,70[ab]	0,34[a]	0,17[a]	1,01[a]
	(0,16)	(0,58)	(0,34)	(0,21)	(0,03)	(0,02)	(0,17)

[a,b] Valores seguidos por diferente letra, dentro de la misma columna, indican que existen diferencias significativas para $p< 0,05$.

TABLA 4. Medias y desviaciones estándar (entre paréntesis) de pH, C.E., aniones y cationes solubles en el extracto de saturación del suelo tres, seis y ocho meses después de la primera fertilización (T0: control; T1: fertilización con lodo; T2: fertilización con abono mineral).

Tratamientos	*3 meses* **T0**	*después* **T1**	*fertilización* **T2**	*6 meses* **T0**	*después* **T1**	*fertilización* **T2**	*8 meses* **T0**	*después* **T1**	*fertilización* **T2**
pH pasta saturada	5,13a (0,11)	5,17a (0,07)	5,09a (0,11)	5,25a (0,11)	5,27a (0,09)	5,22a (0,17)	5,50a (0,16)	5,83b (0,07)	5,40a (0,16)
C. E. (dS m^{-1})	0,16a (0,02)	0,23a (0,04)	0,19a (0,01)	0,15a (0,02)	0,19a (0,04)	0,17a (0,04)	0,19a (0,03)	0,17a (0,06)	0,18a (0,04)
Ca^{+2} (mmol L^{-1})	0,60a (0,00)	0,55a (0,19)	0,50a (0,11)	0,60a (0,16)	0,60a (0,16)	0,70a (0,11)	0,20a (0,03)	0,04b (0,02)	(0,38a (0,09)
Mg^{+2} (mmol L^{-1})	0,30a (0,05)	0,36a (0,13)	0,31a (0,06)	0,20a (0,06)	0,27a (0,08)	0,26a (0,11)	0,23a (0,07)	0,10b (0,01)	0,18a (0,03)
K^{+} (mmol L^{-1})	0,72a (0,10)	0,68a (0,16)	0,65a (0,06)	0,48a (0,12)	0,36a (0,10)	0,46a 0(0,13)	0,15a (0,04)	0,15a (0,10)	0,15a (0,05)
Na^{+} (mmol L^{-1})	1,91ab (0,35)	2,34a (0,61)	1,45b (0,10)	1,39a (0,17)	1,74a (0,35)	1,61a (0,29)	0,89a (0,10)	1,19b (0,28)	0,82a (0,08)
NH_4^{+} (mmol L^{-1})	0,15a (0,01)	0,23a (0,06)	0,15a (0,00)	0,28a (0,06)	0,11b (0,05)	0,32a (0,10)	0,22a (0,01)	0,29a (0,05)	(0,33ª (0,10)
Cl^{-} (mmol L^{-1})	0,66a (0,15)	1,23b (0,35)	0,81a (0,18)	0,72a (0,15)	1,15a (0,41)	0,77a (0,12)	0,44a (0,12)	0,30a (0,09)	0,33ª (0,10)
NO_3^{-} (mmol L^{-1})	0,14a (0,007)	0,12b (0,012)	0,12b (0,008)	0,10a (0,006)	0,08a (0,011)	0,11a (0,027)	0,16a (0,024)	0,17a (0,013)(0,015)	0,11b

a,b Valores seguidos por diferente letra dentro de la misma fila indican que existen diferencias significativas para $p<0,05$.

Los niveles de cloruros fueron también superiores en las parcelas tratadas con lodo (Tabla 4). El resto de los cationes y aniones en forma soluble, no sufrieron modificaciones por efecto de los distintos tratamientos aplicados (Tabla 4).

Por lo que se refiere a la fase sólida, el suelo de partida (Tabla 3) era un suelo ácido (5,5), con muy baja capacidad de cambio efectiva (3,6 cmol (+) kg^{-1}) y con una buena parte de las posiciones de cambio ocupadas por aluminio (32%). Los distintos tratamientos no produjeron modificaciones sobre la capacidad de intercambio del suelo (Tabla 5). En todos los tratamientos el catión básico dominante fue el Ca, seguido del Mg, Na y K por este orden. En las parcelas T1 se alcanzaron los mayores niveles de Ca, presentando diferencias significativas con las parcelas testigo, a los tres y ocho meses de iniciada la experiencia (Tabla 5). También se produjo un incremento del Mg (Tabla 5) a los 3 meses de realizado el abonado, sin embargo, a los 6 meses descendió y a los 8 meses mostraba valores más bajos y significativamente diferentes al tratamiento control. Obviamente, el abonado mineral (T2) no modificó el contenido de Mg en el suelo, manteniéndose siempre por debajo del nivel de las parcelas testigo. En cuanto al Na y al K, no se observaron diferencias significativas entre tratamientos ni a lo largo del tiempo (Tabla 5). De todas formas, se observó una tendencia al incremento del Na en las parcelas que recibieron lodo. Además, la adición de este residuo produjo una disminución (no significativa estadísticamente) del porcentaje de aluminio que pasó a ocupar el 27,6% de las posiciones de cambio.

Las producciones obtenidas en las parcelas fertilizadas con lodos no fueron diferentes estadísticamente a las conseguidas con el abonado mineral, pero duplicaron a las conseguidas en las parcelas control (Fig.1).

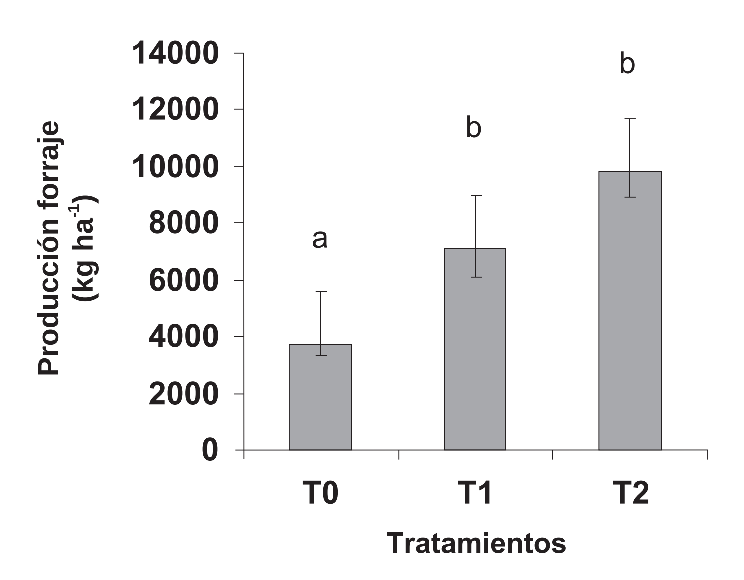


FIGURA 1: Producción de forraje según distintos tratamientos en el corte de silo. Las barras representadas con igual letra no presentan diferencias significativas para $p<0.05$. T0: control, T1: lodo, T2: fertilización NPK.

TABLA 5. Medias y desviaciones standard (entre paréntesis) de la capacidad de intercambio catiónico efectiva y de los cationes de cambio, expresados en cmol (+) kg^{-1}, tres, seis y ocho meses después de la primera fertilización.

	3 meses			6 meses			8 meses		
Tratamiento	**T0**	**T1**	**T2**	**T0**	**T1**	**T2**	**T0**	**T1**	**T2**
CIC_e	3,03^{a}	3,69^{a}	3,26^{a}	3,26^{a}	3,18^{a}	2,83^{a}	3,68^{a}	3,03^{a}	3,73^{a}
	(0,53)	(0,49)	(0,34)	(0,26)	(0,53)	(0,31)	(1,01)	(0,72)	(0,62)
Ca	0,95^{a}	1,25^{b}	1,00^{ab}	0,85^{a}	1,05^{a}	0,65^{a}	1,09^{a}	1,18^{ab}	0,98^{a}
	(0,60)	(0,19)	(0,28)	(0,19)	(0,30)	(0,25)	(0,28)	(0,32)	(0,19)
Mg	0,45^{a}	0,74^{b}	0,45^{ac}	0,45^{a}	0,57^{a}	0,41^{a}	1,00^{a}	0,39^{b}	0,78^{ab}
	(0,16)	(0,21)	(0,08)	(0,08)	(0,09)	(0,21)	(0,62)	(0,11)	(0,30)
Na	0,35^{a}	0,37^{a}	0,33^{a}	0,43^{a}	0,38^{a}	0,37^{a}	0,43^{a}	0,48^{a}	0,44^{a}
	(0,04)	(0,02)	(0,04)	(0,08)	(0,10)	(0,04)	(0,07)	(0,14)	(0,04)
K	0,17^{a}	0,19^{a}	0,18^{a}	0,24^{a}	0,18^{a}	0,20^{a}	0,22^{a}	0,21^{a}	0,26^{a}
	(0,05)	(0,04)	(0,02)	(0,07)	(0,05)	(0,08)	(0,03)	(0,07)	(0,08)
Al	1,11^{a}	0,99^{a}	1,30^{a}	1,29^{a}	1,00^{a}	1,21^{a}	0,94^{a}	0,78^{a}	1,27^{a}
	(0,14)	(0,33)	(0,26)	(0,32)	(0,40)	(0,31)	(0,42)	(0,47)	(0,37)

$^{a, b, c}$ Para cada período de tiempo después de la aplicación de los tratamientos, valores seguidos de diferente letra, dentro de la misma fila, indican que existen diferencias significativas para $p< 0,05$.

DISCUSIÓN

En las parcelas tratadas con lodo (T1) se produjo un incremento del valor de pH, además se elevó el Ca de cambio y disminuyó el porcentaje de saturación de Al. Estos resultados sugieren que este residuo se comportó como un agente encalante, mostrando un efecto similar a los lodos de depuradoras de aguas residuales (Narval et al., 1983; Costa, et al., 1987; Hue et al., 1988) y a lo encontrado por otros autores empleando lodos de lechería (De Lauzanne and Merillot, 1986; López Mosquera et al., 1999 (en prensa)).

El incremento experimentado por la conductividad eléctrica, sodio y cloruros (Tabla 4) en las parcelas tratadas con lodo se debió a la incorporación al suelo de este material, caracterizado por su elevada conductividad eléctrica (3 dS m^{-1}) y que además, aporta una media de 50 kg de Na por ha. De hecho, la cantidad de sodio en las parcelas tratadas con lodo fue hasta un 25% superior a las control. Sin embargo, dado que tanto los iones Na^+ como Cl^- son elementos muy móviles, poco retenidos por el suelo, se lavaron con facilidad, disminuyendo con el tiempo (seis y ocho meses después de la primera aplicación) en el que se produjo una precipitación de 865 mm. De todas formas, la conductividad eléctrica no fue limitante ni para el suelo ni para el cultivo (siempre fue menor de 4 dS m^{-1}), como tampoco lo fueron los iones Cl^- y Na^+, ya que el PSI fue siempre inferior a 3,8 % y los cloruros no superaron los 1,4 mmol L^{-1}.

Aunque se observó, de forma puntual, un cierto incremento de la salinidad en la fase líquida del suelo, este no llegó a afectar a la fase sólida, ya que en ningún momento se observaron diferencias significativas entre los niveles de sodio de cambio alcanzados con los diferentes tratamientos aplicados (Tabla 5).

Estos resultados difieren de lo encontrado por otros autores (Bahri y Houmane, 1987; Bevacqua, 1994), cuando emplean lodos de origen urbano o industrial con conductividades eléctricas similares a la del lodo de estudio, ya que se trata en general de experiencias realizadas en regiones áridas o semiáridas, donde no se produce un intenso lavado por el agua de lluvia como en este caso.

Las buenas producciones obtenidas en las parcelas fertilizadas con lodos, similares a las conseguidas con el abonado mineral, confirman la ausencia de efecto salino en el suelo.

CONCLUSIONES

A pesar del carácter salino de este lodo, su aplicación fraccionada en dos aportes de 80 m^3 ha^{-1} a lo largo del ciclo de cultivo de una pradera mixta establecida sobre un suelo ácido y bajo un clima templado-húmedo, no produce incremento de la salinidad a nivel superficial que llegue a ser limitante. Por lo tanto, este residuo puede ser utilizado como fertilizante con garantías en cuanto a su efecto salino, pudiendo sustituir en gran parte a los abonos de síntesis. De todas formas, cuando se utilicen estos lodos sería recomendable hacer un seguimiento del contenido en sales, sobre todo en suelos con deficiente drenaje, en condiciones de escasa pluviometría o cuando se realicen aplicaciones repetidas.

Agradecimientos. Este trabajo ha sido realizado gracias a la financiación del proyecto FEDER 1FD97-0334 y al contrato 1997/CE317 con la empresa Lactalis-Leche de Galicia, S.A. Agradecemos a D. Moisés Carballeira su valiosa colaboración para la realización del ensayo de campo.

REFERENCIAS

Bahri, A.; Houmane, B. 1987. Effect de l´epandage des eaux usees traitees et des boues residuaires sur les caracteristiques

d´un sol sableux de Tunisie. *Science du Sol* **25/4**, 267-278.

Beck. A.J.; Alcock, R.E.; Wilson, S.C.; Wang, M.J.; Wild, S.R.; Sewart, A.P.; Jones, K.C. 1995. Long-term persistence of organic chemicals in sewage sludge-amended agricultural land: a soil quality perspective. *Advances in Agronomy* **55,** 345-391.

Berti, W.R.; Jacobs, L.W. 1998 Distribution of trace elements in soil from repeated sewage sludge applications. *J. Environ. Qual.* **27,** 1280-1286.

Bevacqua, R.F. 1994. Cumulative effects of sludge compost on crop yields and soil properties. *Commun. Soil Sci. Plant Anal*. **25 (3 & 4)**, 395-406.

Brown, J.R., Bough, W.A.; Hoenshell, C. 1990 Use of lime-stabilized dairy-plant waste for forage production. *J Prod Agric* **3,** 340-344.

Calvo de Anta, R.; Fernández Marcos, M.L.; Veiga Vila, M.A. (1987). Composición de la disolución del suelo en medios naturales de Galicia. *An. Edafol. Agrobiol*. **46**, 621-641.

Costa, F.; Hernández, M.T.; Moreno, J.I. 1987. Utilización agrícola de lodos de depuradora. CSIC, Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, Spain.

De Lauzanne, R.; Merillot, J.M. 1986. La valorisation agricole des boues de laiterie. Agence Nationale pour la Récupération et l´Elimination des Déchets (ANRED), France.

Dougan, W.K.; Wilson, A.L. 1974. The absorptiometric determination of aluminium in water. A comparison of some chromogenic reagents and development of an improved method. *Analyst* **99**, 413-430.

FAO, 1991. The Soil Map of the World. FAO-UNESCO, Roma.

Felipó Oriol, M.T. 1995 Reutilización de residuos urbanos y posible contaminación. En: Jornadas técnicas de *Gestión y utilización de residuos urbanos para la agricultura. Ed*. Aedos. Mundi Prensa. Madrid, 27-36.

García López, J.; Jamin, E.; Buson, C.; Carral Vilariño, E.; Moirón Rodríguez, C.; López Mosquera, M.E. 1999. Biological Treatment of Wastewaters from a Dairy Industry (Besnier-Leche de Galicia, S. A.) In: Actas V Congreso Internacional de Química de la ANQUE. Solid, Liquid and gaseous wastes: their best destination (III). ANQUE. Madrid. pp 191-203.

Guichet, J. 1987. Evolution d' une rendzine consecutive a 25 annes d'epandage d'eaux residuaires de laiteries. *Sci. Sol*. **25/2**, 95-106.

Guidi, G.; Pagliai, M.; Giachetti, M. 1982. Modifications of some physical and chemical soil properties following sludge and compost applications. In: *The influence of sewage sludge on physical and biological properties of soils* Catroux, P.L´Hermite y E. Suess, eds. Dordrasht, Holanda, 122-130.

Hue, N.J.; Silva, J.A.; Arifin, R. 1988. Sewage sludge-soil interactions as measured by plant and soil chemical composition. *J. Environ. Qual.* **17**, 384-390.

Jump, R.K.; Olsen, F.J.; Jones, J.H.; McCoy, G.C.; Paterson, J.J. (1981). Applying dairy effluent on cropland. *Biocycle* **22**, 51-55.

Kirchmann, H.; Tengsved, A. 1991. Organic pollutants in sewage sludge.2. Analysis of barley grains grown on sludge-fertilized soil. *Swedish J. Agric. Res.* **21**, 115-119.

López Mosquera, M.E.; Moirón, C.; Carral, E. 1998a. Effects of dairy-industry sludge fertilization on mixed field production and on their botanical composition. Seminar notes of Research Conference

FAO/CIHEAM European 1998. Lowland grassland of Europe. Utilisation and development. A Coruña. Spain.

López Mosquera, M.E.; Moirón, C.; Carral, E. 1998b. Recycling of sludges coming from a dairy industry in agriculture areas. Actas V Congreso Internacional de Química de la ANQUE. Solid, Liquid and Gasous Wastes: their best destination (III). Tomo II, 205-214.

López Mosquera, M.E.; Cascallana, V.; Seoane, S. 1999. Comparative effects of dairy sludge and a mineral NPK fertilizer application on an acid soil. *Agr. Ecosyst. Environ.* (en prensa).

Moirón, C.; Carral, E.; López Mosquera, M.E. 1997. Métaux lourds contenus dans les sols fertilisés avec des boues d´une industrie agroalimentaire. Deuxième Colloque International de Recherche sue les sous-producits de traitment et d´épuration des fluides. Tome 2, 382-393.

Morisot, A.; Gras, R. 1974. Caractérisation des effluents des industries agricoles et alimentaires. *Ann. Agron.* **25 (2-3)**, 209-229.

Narval, R.P.; Singh, B.R.; Panwar, A.R. 1983. Plant availability of heavy metals in sewage sludge treated soil: I. Effect of sewage sludge and soil pH on yield and chemical composition of grape. *J. Environ. Qual.* **12**, 358-365.

Norusis, M.J. 1994. SPSS base para windows, versión 6.0. Guía del usuario. SPSS. Hispanoportuguesa, Madrid.

O'Riordan, E. G.; Dodd, V.A., Fleming, G.A.; Tunney, H. 1994. Repeated application of a metal-rich sewage sludge to grassland. 1. Effects on metal levels in soil. *Irish J. Agr. Food. Res.* **33,** 41-51

Peech, M.; Alexander, L.T.; Dean, L.; Reed, J.F. 1947. Methods of soil analysis for soil fertility investigations. U. S. Dep. Agric. Cir. 757, pp 25.

Richards, L.A. (1954). Diagnosis and Improvement of saline and alkali soils. Handbook nº 60, U.S. Dept. of Agr., Wasington.

Rodgers, C.S.; Anderson, R.C. 1995 Plant growth inhibition by soluble salts in sewage sludge-amended mine spoils. *J. Environ. Qual.* **24**, 627-630

Sommers, L. E., Sutton, A.L., 1980. Use of waste materials as sources of phosphorus. In: The role of phosphorus in agriculture. R.C. Dinauer and M. Stelly (Eds.). American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin.

Wild, S.R.; Jones, K.C. 1992. Organic chemicals entering agricultural soils in sewage-sludge: screaning for their potential to transfer to crop plants and livestock. *Sci. Total Environ.* **119**, 85-119.